Environment Canada Environnement Canada

Trace Organic Contaminants in Sediment of the International Section of the St. Lawrence River, 1981

J.C. Merriman

TECHNICAL BULLETIN NO. 148

INLAND WATERS/LANDS DIRECTORATE
ONTARIO REGION
WATER QUALITY BRANCH
BURLINGTON, ONTARIO, 1987

(Disponible en français sur demande)

Published by authority of
the Minister of the Environment

© Minister of Supply and Services Canada 1987

Cat. No. En 36-503/148E

ISBN 0-662-15593-9

Contents

Page

ABSTRACT v

RÉSUMÉ v

INTRODUCTION 1

METHODOLOGY 1
Bottom sediment 2
Suspended sediment 2

RESULTS AND DISCUSSION 2
Bottom sediment 2
ΣDDT and metabolites 2
Mirex 4
Total PCBs 4
Chlorobenzenes 5
Suspended sediment 6
Dieldrin 6
Chlordane 6
ΣDDT and metabolites 6
Mirex 8
Total PCBs 8
Chlorobenzenes 9

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS 9

ACKNOWLEDGMENTS 10

REFERENCES 10

Tables

1. St. Lawrence River sampling locations 2
2. Concentration of organic contaminants in St. Lawrence River bottom sediment 3
3. Particle size distribution and organic carbon content of St. Lawrence River bottom sediment 4
4. Concentration of organic contaminants in St. Lawrence River suspended sediment 7

Illustrations

Figure 1. St. Lawrence River sampling stations, 1981 1
Figure 2. St. Lawrence River bottom sediment: ΣDDT and metabolites 4
Figure 3. St. Lawrence River bottom sediment: total PCBs 5
Figure 4. St. Lawrence River bottom sediment: total chlorobenzenes 6
Figure 5. St. Lawrence River suspended sediment: ΣDDT and metabolites 7
Figure 6. St. Lawrence River suspended sediment: mirex 8
Figure 7. St. Lawrence River suspended sediment: total PCBs 8
Figure 8. St. Lawrence River suspended sediment: total chlorobenzenes 9

Abstract

Bottom and suspended sediment was collected from the St. Lawrence River between Kingston and Cornwall in July 1981 by the Water Quality Branch, Ontario Region. Samples were analyzed for organochlorine pesticides, PCBs, chlorobenzenes and organic carbon. Particle size distribution was determined on bottom sediment.

This report summarizes the concentration and distribution of the trace organic contaminants and compares findings with other available historical data. Total PCBs were compared with the Ontario Ministry of Environment dredged material guideline for open water disposal.

Résumé

Des sédiments de fond et en suspension ont été prélevés dans le fleuve Saint-Laurent, entre Kingston et Cornwall, en juillet 1981 par la Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario. Les échantillons ont été analysés en vue de déceler la présence de pesticides organochlorés, de BPC, de chlorobenzènes et de carbone organique. La granulométrie des sédiments de fond a été déterminée.

Le présent rapport résume la concentration et la répartition des contaminants organiques à l'état de traces et compare les résultats avec d'autres données chronologiques existantes. Les BPC totaux ont été examinés en fonction des recommandations du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour les matériaux dragués en vue de leur élimination en eaux libres.

Trace Organic Contaminants in Sediment of the International Section of the St. Lawrence River, 1981

J.C. Merriman

INTRODUCTION

The international section of the St. Lawrence River has been the subject of frequent environmental monitoring since 1964 with the establishment of the International Lake Ontario–St. Lawrence River Water Pollution Board by the International Joint Commission (IJC) (International Lake Erie Water Pollution Board and the International Lake Ontario–St. Lawrence River Water Pollution Board, 1969). Most of the work in the early years reported by the Commission concentrated on the physical, chemical and bacteriological quality of the river (IJC, 1965; 1968; 1970a,b, 1976).

From the mid-1970s emphasis has been on toxic chemicals, in particular, trace organic contaminants. Work carried out by both Environment Canada and the Ontario Ministry of Environment has shown that there are areas of concern for various organic contaminants in the downstream section of the river on both the Canadian and the American sides. Lindane and α-BHC have been found to be widespread in St. Lawrence River water, whereas PCBs have been detected in water near the mouth of the Grass River (Chan, 1980). Wong (1981) estimated contaminant loadings for PCBs, organochlorine pesticides, PAHs and chlorobenzenes from the city of Cornwall. Work carried out by the Ontario Ministry of Environment has shown PCBs in bottom sediment in the Cornwall area and at the mouth of the Grass River to exceed dredge spoil guidelines (IJC, 1982).

In 1981, the Water Quality Branch, Ontario Region, carried out a sediment survey on the international section of the St. Lawrence River, extending from Lake Ontario to the Cornwall area, to determine the concentration and distribution of organic contaminants in both the bottom and the suspended sediment. This report summarizes the data and compares concentrations of contaminants with other historical data in the study area, Lake Ontario and the Niagara River.

METHODOLOGY

Sampling sites are shown in Figure 1, and locations and dates are given in Table 1. Ten stations were sampled for suspended sediment. Bottom sediment samples were collected at seven of these sites. Sampling locations were selected to give an overview of sediment chemistry. One site, station 84 on the Grass River, was selected to provide further information on PCBs at this location which has been cited in the literature as a problem area.

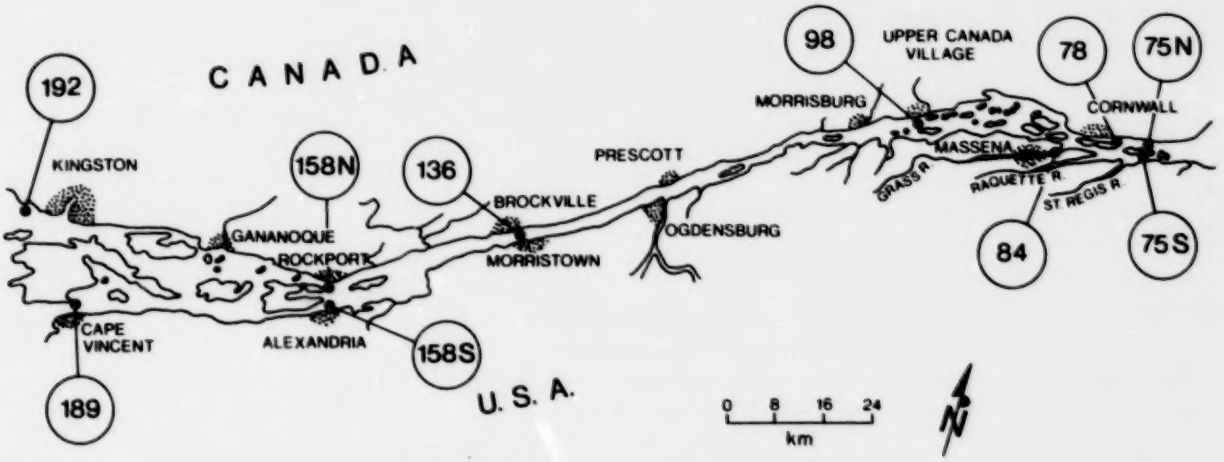

Figure 1. St. Lawrence River sampling stations, 1981.

Table 1. St. Lawrence River Sampling Locations

Station	Date	Bottom sediment	Suspended sediment	Latitude	Longitude
75N	81-06-17	X	X	45°02'28"	74°36'52"
75S	81-06-20		X	45°19'43"	74°36'43"
78	81-06-18	X	X	45°01'22"	74°41'03"
84	81-06-19	X	X	44°58'46"	76°46'36"
98	81-06-22	X	X	44°56'57"	75°03'48"
136	81-06-23		X	44°35'59"	75°39'15"
158N	81-06-25		X	44°22'32"	75°55'48"
158S	81-06-24	X	X	44°21'20"	75°54'29"
189	81-06-26	X	X	44°08'56"	76°20'18"
192	81-06-27	X	X	44°12'20"	76°32'30"

Bottom Sediment

Bottom sediment samples were collected using a Shipek sampler. The top 3 cm of the sample was removed from the middle of the bucket, placed in a solvent-washed glass jar with foil-lined caps, and frozen. On receipt in the laboratory, the sample was thawed. Any excess water was decanted from the jar and the sample was homogenized.

A 5- to 10-g portion of the homogenized sediment was extracted with 1:1 hexane-acetone. The extract was filtered, then partitioned with water and subsequently extracted with benzene. The combined extracts were dried, reduced in volume and cleaned on a gel permeated chromatographic column. Further cleanup was done on a silica gel column from which two fractions were obtained. Each fraction was analyzed by gas liquid chromatography using two columns, one packed and one capillary. A complete description of analytical methodologies may be found in the *Analytical Methods Manual* (Environment Canada, 1979).

Particle size analysis on bottom sediment was determined using the sieve and sedigraph method, which provides percentages for gravel, sand, silt and clay. Samples were freeze-dried and gently broken up with a mortar and pestle. All particles large enough to block the sedigraph suction tube (0.80 mm) were removed. The sample was then dispersed in a Calgon suspension and automatic analysis was done with the sedigraph. Results were processed with SIZDIST, a FORTRAN IV computer program (Sandilands and Duncan, 1980). A more detailed description of the methodology may be found in Duncan and LaHaie (1979).

Suspended Sediment

Suspended sediment samples were collected using two Westfalia separators. Water was pumped through each centrifuge at a rate of 6 $L \cdot min^{-1}$ using a March 5C-MD submersible magnetic drive pump. A Teflon hose encased in stainless steel was used as a transfer line between the pump and the centrifuge. On average, 7200 L of water was centrifuged to collect each sample.

Sediment was removed from the centrifuge bowls by scraping the sediment from the walls of the four-chamber bowl with a Teflon scraper. The sediment-water slurry was then pressure-filtered through a 5-μm Teflon filter. The filter was dried in a desiccator. Sediment was then removed from the filter and homogenized using a mortar and pestle. The analytical methodology for the suspended sediments was the same as that described for bottom sediment.

RESULTS AND DISCUSSION

Bottom Sediment

Seven stations were sampled for bottom sediment. Flow conditions were too fast at three sites for any accumulation to occur; thus no bottom sediment samples could be obtained at those locations.

Analytical results are presented in Table 2. Of the 29 contaminants analyzed, half were found to be below the detection level, while another 20% were detected only once in trace amounts. Variables that were not detected include α-BHC, lindane, heptachlor, heptachlor epoxide, aldrin, dieldrin, endrin, α-chlordane, α-endosulfan, β-endosulfan, p,p'-DDT, o,p'-DDT, methoxychlor and 1,2,3-trichlorobenzene. Parameters that were found in quantifiable amounts included DDE, TDE, mirex, total PCBs and chlorobenzenes.

ΣDDT and Metabolites

Neither p,p'-DDT nor o,p'-DDT were found in the bottom sediment samples. The use of DDT was restricted in 1972. The degradation product of DDT, p,p'-DDE, was

Table 2. Concentration of Organic Contaminants in St. Lawrence River Bottom Sediment ($\mu g \cdot kg^{-1}$)

Parameter	75N	78	84	98	158S	189	192
α-BHC	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Lindane	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Heptachlor	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Heptachlor epoxide	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Aldrin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dieldrin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Endrin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
γ-chlordane	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3
α-chlordane	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
α-endosulfan	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
β-endosulfan	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p′-DDT	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
o,p′-DDT	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p′-DDE	8	6	<1	5	6	3	45
p,p′-TDE	2	<1	<1	<1	<1	<1	11
ΣDDT + metabolites	10	6	<1	5	6	3	56
Methoxychlor	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Mirex	<1	<1	<1	<1	<1	<1	9
Total PCBs	80	850	8740	80	20	10	310
1,3-Dichlorobenzene	5	<1	10	9	<1	5	15
1,4-Dichlorobenzene	<1	9	<1	<1	6	<1	<1
1,2-Dichlorobenzene	5	3	7	6	3	2	15
1,3,5-Trichlorobenzene	1	1	<1	<1	<1	<1	1
1,2,4-Trichlorobenzene	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
1,2,3-Trichlorobenzene	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3
1,2,4,5-Tetrachlorobenzene	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
1,2,3,4-Tetrachlorobenzene	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Pentachlorobenzene	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Hexachlorobenzene	4	13	<1	<1	<1	1	11
Total chlorobenzenes	15	26	17	15	9	8	50

found in six of the seven samples with the highest concentration of 45 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 192. Concentrations at this site were five times higher than the next highest concentration.

TDE was found in two of seven samples. Detections occurred at opposite ends of the river at station 192 near Kingston and at station 75N, downstream from Cornwall. Concentrations of p,p′-DDE and p,p′-TDE at station 192 were higher than those found in most of the Niagara River bottom sediment samples with the exception of two sites located near point source inputs (Kuntz, 1984).

When DDT and its metabolites are summed, station 192 clearly stands out as having a higher concentration (56 $\mu g \cdot kg^{-1}$) than the rest of the stations where concentrations ranged from 3 to 10 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Fig. 2). Many organic contaminants have been shown to sorb onto finer particulate material, and differences in sorption within these finer fractions (i.e. silt and clay) have been found to be related to differences in organic carbon content (Karickhoff *et al.*, 1979). Particle size analysis and organic carbon content at station 192 show high percentages of clay and organic carbon in relation to other stations sampled (Table 3). This may partially account for elevated concentrations found at this site.

Another possible explanation for higher concentrations at station 192 may be that the location is influenced by point sources. Computed water transport models show that the direction of water movement may be in a westerly direction at this station (Simons, 1975). This model, however, has not been verified for the eastern end of Lake Ontario. If this is in fact correct, point sources from the Kingston area may be transported and deposited in the vicinity of station 192, resulting in the higher concentrations. Pickett and Dossett (1979) found that the spread of mirex from sources in the Niagara and Oswego rivers did conform to Lake Ontario currents recorded during 1972-73. Since very little is known about circulation patterns in the eastern end of Lake Ontario, mirex concentrations in bottom sediments may be a useful tool in addition to the regular techniques used to determine circulation patterns.

Analysis of bottom sediments (Thomas and Mudroch, 1979) from previously dredged small craft harbours in the

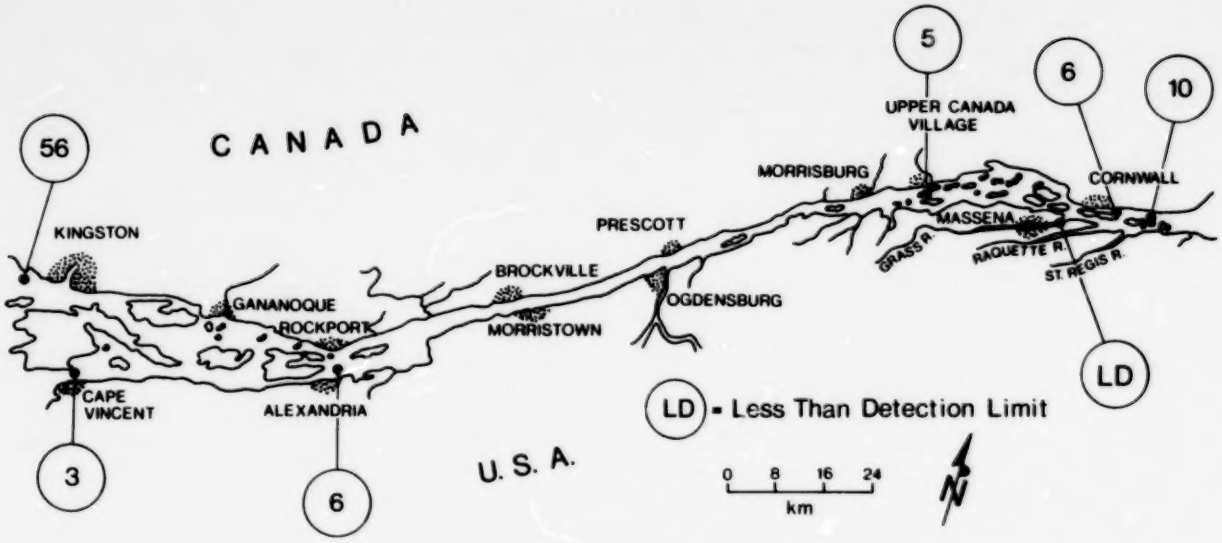

Figure 2. St. Lawrence River bottom sediment: ΣDDT and metabolites ($\mu g \cdot kg^{-1}$).

Table 3. Particle Size Distribution and Organic Carbon Content of St. Lawrence River Bottom Sediment (%)

Station	Gravel	Sand	Silt	Clay	Organic carbon
75N	0	39.2	32.6	28.2	4.1
78	0	45.3	35.1	19.6	3.6
84	0	13.1	48.9	38.0	5.3
98	0	23.6	58.5	17.9	3.9
158C	0	61.8	18.4	19.8	3.9
189	0	75.9	14.3	9.8	2.3
192	0	48.7	17.7	33.6	7.6

general vicinity of station 192 show that the concentrations of DDT were approximately three times higher at 192 than those found in the harbours. Unfortunately, there were no data available on contaminant levels in the bottom sediment of the small craft harbours prior to dredging.

Historical data for Lake Ontario bottom sediment showed a mean concentration for depositional zones to be 62 $\mu g \cdot kg^{-1}$ for DDT (Frank *et al.*, 1979). This is in good agreement with what was found at station 192.

Mirex

The only detection of mirex in bottom sediments was at station 192 (9 $\mu g \cdot kg^{-1}$). Holdrinet *et al.* (1978) found mirex in the bottom sediment of Lake Ontario from industrial point sources located on the Niagara and Oswego rivers. Concentrations in the eastern end of Lake Ontario were found to range from 8 to 22 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at seven sites. Mirex levels at station 192 fall within the range found in 1976 by Holdrinet.

Total PCBs

Concentrations of total PCBs are quite variable throughout the St. Lawrence River (Fig. 3). Stations 189 and 136 are the only two stations with concentrations below the Ontario Ministry of Environment (MOE) guideline of 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$ for dredged material. Station 78 with a concentration of 850 $\mu g \cdot kg^{-1}$ indicates that there are point sources in the Cornwall area. Data collected by the Ministry of Environment and Environment Canada from the Cornwall area also indicate elevated levels of PCBs (IJC, 1982; Wong, 1981; Wong and Marsalek, 1981).

The Grass River (station 84) has been recognized as a source of total PCBs to the St. Lawrence River for several years (Chan, 1980; IJC, 1982). An extremely high concentra-

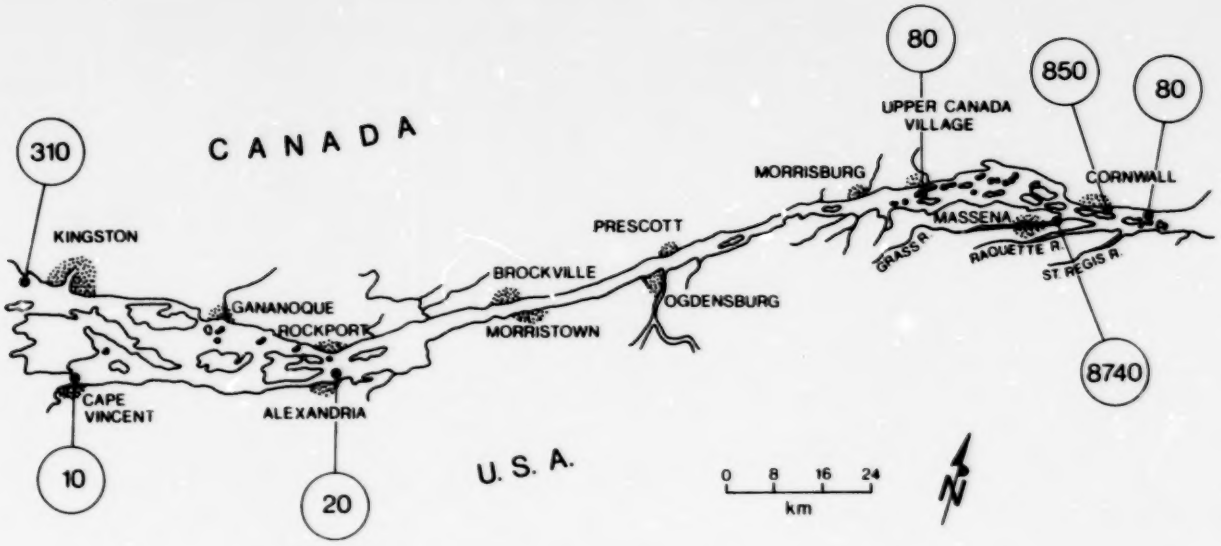

Figure 3. St. Lawrence River bottom sediment: total PCBs ($\mu g \cdot kg^{-1}$).

tion of 8740 $\mu g \cdot kg^{-1}$ was found in the bottom sediment of this river (Fig. 3). This source as well as sources from Cornwall contributes to the transboundary pollution of Lake St. Francis in the province of Quebec (Sloterdijk, 1983).

A total PCB concentration of 310 $\mu g \cdot kg^{-1}$ was found at station 192 upstream from Kingston. This is well over the MOE guideline and is almost three times higher than levels of PCBs found in the bottom sediment of small craft harbours in the area (Thomas and Mudroch, 1979). All three small craft harbours had been dredged previously dating back to 1968.

Frank *et al.* (1979) reported PCBs in the bottom sediment of eastern Lake Ontario to be in the range of 20-260 $\mu g \cdot kg^{-1}$. He also found PCBs in the range of 2-100 $\mu g \cdot kg^{-1}$ in the Adolphus Basin from his Bay of Quinte study (1980). Concentrations from these surveys appear to be lower than those found at station 192 (310 $\mu g \cdot kg^{-1}$). One possible explanation for this difference is in the sample treatment. In both studies by Frank, the bottom sediments were freeze-dried, whereas in the Water Quality Branch survey, the bottom sediments were frozen and then submitted wet for analysis. It is conceivable that in the freeze-drying process, the more volatile forms of PCBs were lost, resulting in somewhat lower concentrations. Station 192 is also located in the vicinity of both the Kingston Township sewage treatment outfall and the Dupont discharge, which could also account for the elevated concentrations found at this site.

Chlorobenzenes

Chlorobenzenes were found in relatively low concentrations in the St. Lawrence River bottom sediment. Di, tri, tetra, penta and hexachlorobenzenes were detected at station 192. Dichlorobenzenes were detected at all stations sampled, ranging from a low of 7 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 189 to a high of 30 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 192.

Tri, tetra and pentachlorobenzenes were virtually absent in the bottom sediment of the river except for traces found at station 192, while hexachlorobenzene was found at stations 192 and 78 in concentrations of 11 $\mu g \cdot kg^{-1}$ and 13 $\mu g \cdot kg^{-1}$, respectively. Hexachlorobenzenes have been found in surface runoff from the city of Cornwall (Wong, 1981). This is the likely source for the hexachlorobenzenes found at station 78, which had the highest concentration found for the seven sites sampled. Chlorobenzene concentrations in the St. Lawrence River bottom sediment were found to be significantly lower than those found in the Lake Ontario (Oliver and Nicol, 1982) and the Niagara River (Kuntz, 1984).

With the exception of station 192, concentrations of total chlorobenzenes tended to increase in a downstream direction (Fig. 4). The lowest levels were found at stations 189 and 158 with concentrations of 8 and 9 $\mu g \cdot kg^{-1}$, respectively. Downstream concentrations were in the range of 15-26 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Station 192 had a concentration of 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$, almost twice as high as the next highest station.

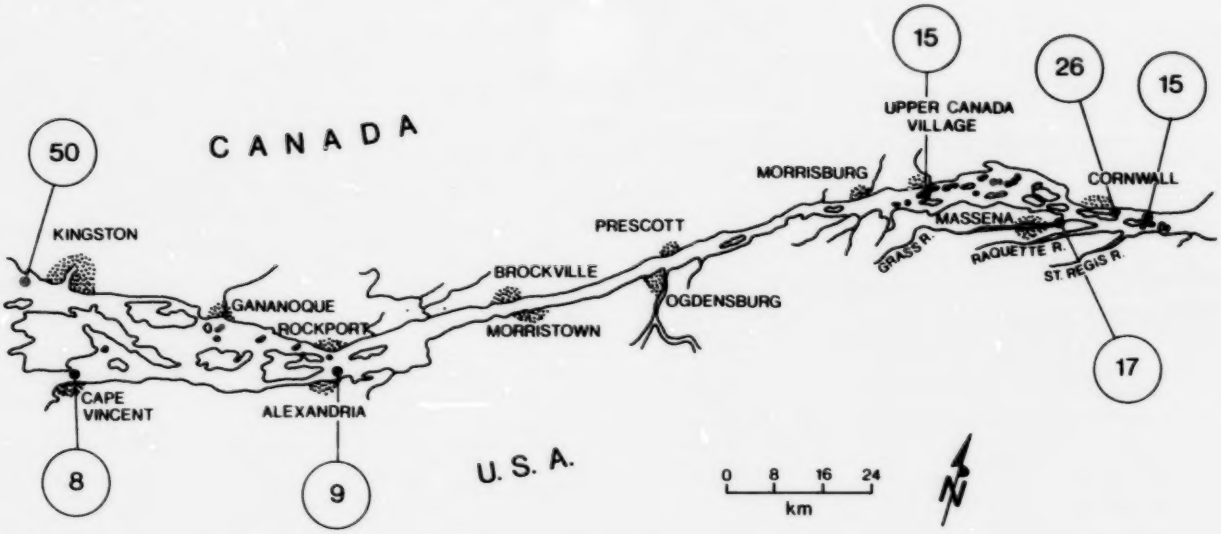

Figure 4. St. Lawrence River bottom sediment: total chlorobenzenes ($\mu g \cdot kg^{-1}$).

Particle size analysis data show that station 192 has the highest percent clay-sized fraction for all St. Lawrence River stations, suggesting that it is an excellent depositional area where contaminated sediments may settle. Higher concentrations at this site may indicate influence from a point source input as mentioned above. Although station 84 on the Grass River had a higher percent clay-sized fraction than station 192, total chlorobenzenes do not appear to be accumulating in bottom sediment, as a concentration of 17 $\mu g \cdot kg^{-1}$ was found at this site.

Suspended Sediment

Ten sites were sampled for suspended sediment. Results of analyses are given in Table 4. A total of eight of 28 variables analyzed were found to be below the detection limit. These included lindane, heptachlor, heptachlor epoxide, aldrin, α-endosulfan, β-endosulfan, o,p′-DDT and methoxychlor. Three variables, α-BHC, endrin and 1,2,4-trichlorobenzene, were detected only once, and in trace amounts.

Dieldrin

Dieldrin concentrations found in the suspended sediment at the ten stations sampled ranged from non-detactable levels at stations 84 and 78 to a high of 14 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 189S. These concentrations are quite similar to those found in streams flowing into Lake Ontario (Frank *et al.*, 1981) and those found in the suspended sediment of the Niagara River (Warry and Chan, 1981; Kuntz and Warry, 1983).

Chlordane

Both α and γ isomers of chlordane were found in the suspended sediment of the St. Lawrence River. Concentrations ranged from non-detectable levels to 6 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 158S for α-chlordane, while concentrations of γ-chlordane varied from non-detectable to 7 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 192. Neither of the isomers were detected in the Grass River. Suspended sediment data compared well with those for tributaries flowing into Lake Ontario (Frank *et al.*, 1981) and for the Niagara River at Niagara-on-the-Lake (Kuntz and Warry, 1983).

ΣDDT and Metabolites

Stations 189 and 78 had p,p′-DDT concentrations of 9 and 16 $\mu g \cdot kg^{-1}$, respectively. p,p′-DDT was found in six of 15 suspended sediment samples collected in the Niagara River in 1981 (Kuntz, 1984). The degradation product of p,p′-DDT, p,p′-DDE, which is also very persistent, was found at all stations, ranging from a low of 7 $\mu g \cdot kg^{-1}$ to a high of 18 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Its prevalence throughout the river indicates the widespread use of DDT in the past. Concentrations of p,p′-TDE ranged from non-detectable levels at three stations to a high of 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 192. Levels were almost twice as high at 192 compared with the next highest concentration found at 158N.

Total DDT and its metabolites ranged from a low of 11 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 98 to a high of 34 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 192. Station 78 at Cornwall had a concentration of 33 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Fig. 5).

Table 4. Concentration of Organic Contaminants in St. Lawrence River Suspended Sediment ($\mu g \cdot kg^{-1}$)

Parameter	75N	75S	78	84	98	136	158N	158S	189	192
α-BHC	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2	<1
Lindane	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Heptachlor	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Heptachlor epoxide	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Aldrin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dieldrin	3	11	<1	<1	11	5	12	5	14	4
Endrin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	6	<1
γ-chlordane	2	2	2	<1	2	2	4	4	3	7
α-chlordane	<1	2	<1	<1	2	3	3	6	5	<1
α-endosulfan	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
β-endosulfan	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p'-DDT	<1	<1	16	<1	<1	<1	<1	<1	9	<1
o,p'-DDT	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p'-DDE	10	10	13	18	7	12	10	15	16	14
p,p'-TDE	4	6	4	<1	4	<1	11	8	<1	20
ΣDDT + metabolites	14	16	33	18	11	12	21	23	25	34
Methoxychlor	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Mirex	3	2	2	<1	2	4	<1	6	6	6
Total PCBs	30	200	20	1800	50	110	100	150	200	190
1,3-Dichlorobenzene	<1	25	49	28	<1	28	<1	30	24	51
1,4-Dichlorobenzene	<1	22	<1	22	27	17	<1	18	<1	<1
1,2-Dichlorobenzene	11	22	31	15	<1	13	14	30	36	29
1,3,5-Trichlorobenzene	11	4	11	2	<1	8	9	9	8	2
1,2,4-Trichlorobenzene	<1	<1	5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
1,2,3-Trichlorobenzene	5	<1	<1	4	<1	4	6	4	6	4
1,2,4,5-Tetrachlorobenzene	3	4	<1	1	3	3	3	3	3	3
1,2,3,4-Tetrachlorobenzene	1	1	2	1	<1	2	2	2	<1	2
Pentachlorobenzene	1	1	1	1	<1	2	2	19	3	2
Hexachlorobenzene	10	3	27	1	3	6	4	8	6	4
Total chlorobenzenes	42	82	126	75	30	83	40	123	86	97

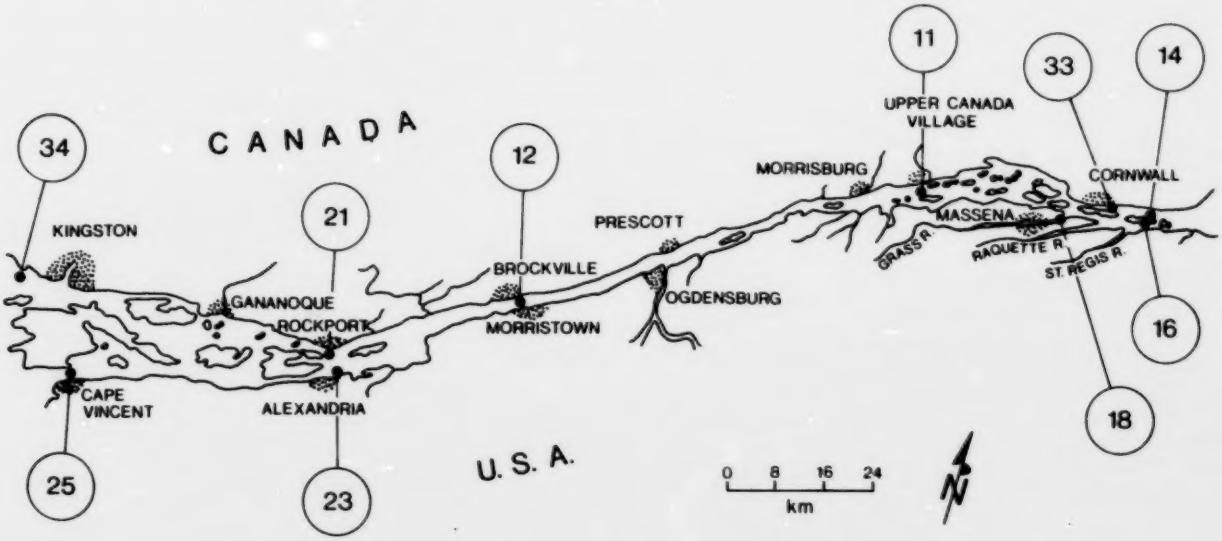

Figure 5. St. Lawrence River suspended sediment: ΣDDT and metabolites ($\mu g \cdot kg^{-1}$).

Mirex

Mirex was found to be widespread in suspended sediments throughout the St. Lawrence River. It was found at all but two stations, 158N and the Grass River. Concentrations ranged from 2 to 6 $\mu g \cdot kg^{-1}$ and appeared to decrease in concentration in a downstream direction, probably the result of a dilution effect (Fig. 6). The only known sources of mirex are from tributaries flowing into Lake Ontario. Concentrations in the St. Lawrence River are lower than those found at Niagara-on-the-Lake. From 1979 to 1981 the mean concentration of mirex was 12 $\mu g \cdot kg^{-1}$ based on 70 suspended sediment samples (Kuntz and Warry, 1983).

Total PCBs

Total PCBs decreased in a downstream direction (Fig. 7). Upstream concentrations were 190 and 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 192 and 189, respectively, and de-

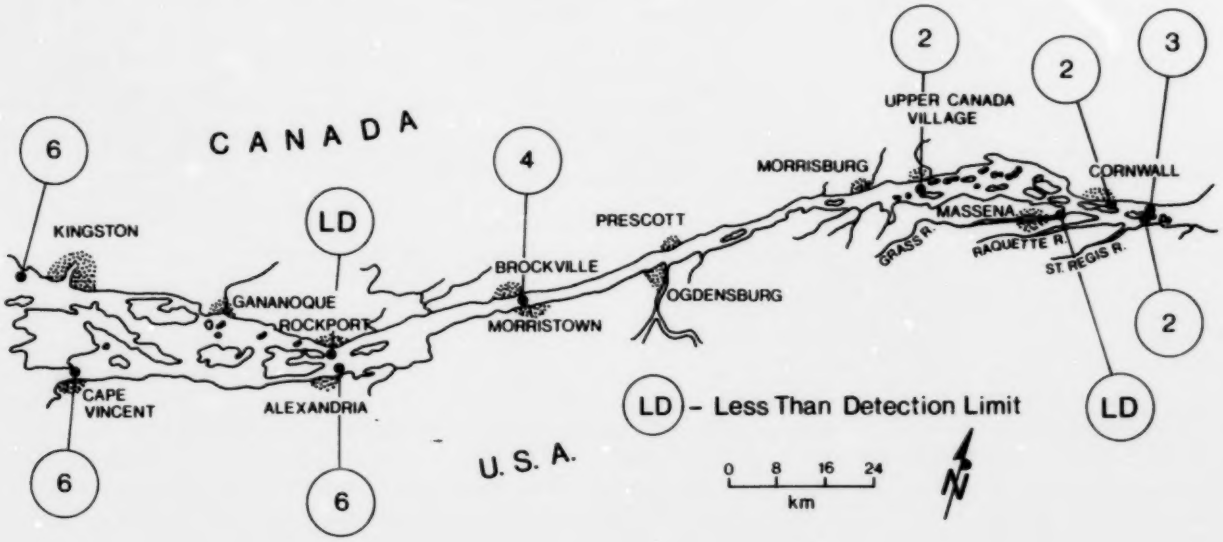

Figure 6. St. Lawrence River suspended sediment: mirex ($\mu g \cdot kg^{-1}$).

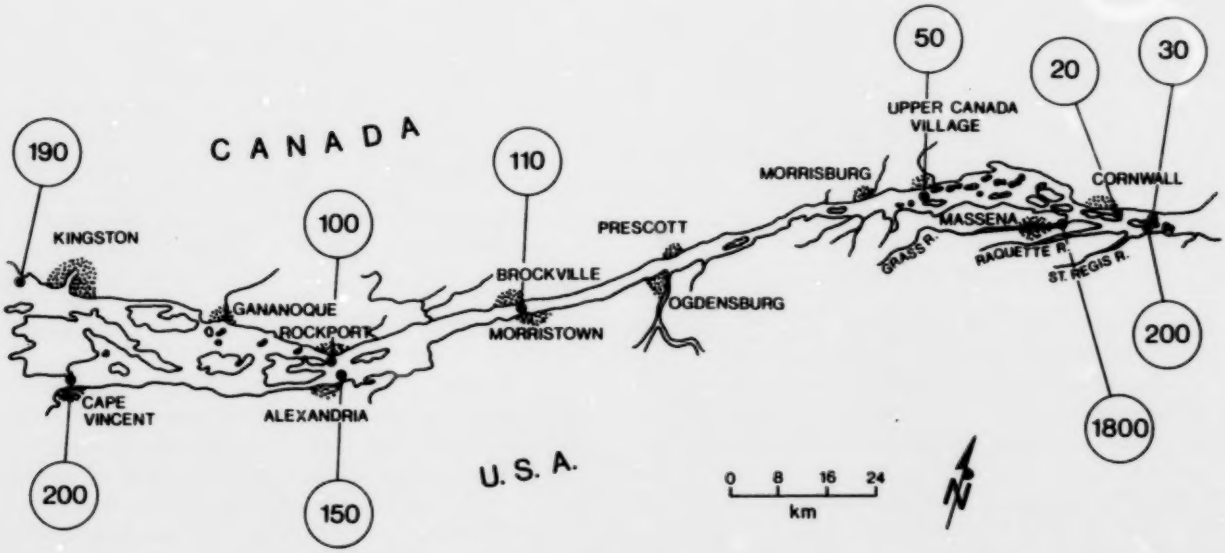

Figure 7. St. Lawrence River suspended sediment: total PCBs ($\mu g \cdot kg^{-1}$).

creased to a low of 20 and 30 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 78 and 75 in the Cornwall area. A very high total PCB concentration of 1800 $\mu g \cdot kg^{-1}$ was found in the Grass River. As stated earlier, documented sources are responsible for these elevated levels. High levels of total PCBs are evident downstream from the confluence of the Grass and St. Lawrence rivers at station 75S where a concentration of 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$ was found. With the exception of station 84, St. Lawrence River total PCBs in suspended sediment are much lower in concentration than what has been found in the Niagara River. Kuntz and Warry (1983) reported a mean of 718 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at Niagara-on-the-Lake between 1979 and 1981.

Chlorobenzenes

Chlorobenzenes were found to be widespread in the suspended sediment (Fig. 8). Di, tri, tetra, penta and hexachlorobenzenes were found at all stations with the exception of station 98 where only di and hexachlorobenzene were quantified. Concentrations for all the chlorobenzenes were much lower than those reported in the Niagara River (Kuntz, 1984).

Dichlorobenzene concentrations ranged from a high of 80 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at stations 192 and 78 to a low of 11 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 75. There was no discernible spatial variation. Trichlorobenzene concentrations ranged from non-detectable at station 98 to a high of 16 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at stations 75N and 78. Tetrachlorobenzene concentrations were lower than tri and dichlorobenzene levels. Concentrations ranged from non-detectable at station 98 to a high of 5 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at five stations.

Hexachlorobenzene concentrations were found to be near or below the detection level, with the exception of station 158C where a concentration of 19 $\mu g \cdot kg^{-1}$ was found. This suggests that there is a point source discharge in the vicinity of Alexandria.

Hexachlorobenzene concentrations ranged from a low of 1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ in the Grass River to a high of 27 $\mu g \cdot kg^{-1}$ at station 78. With the exception of station 78, all concentrations found were 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ or less. Point sources from Cornwall are suspected to be the cause of the elevated hexachlorobenzene levels at station 78. Studies conducted in Cornwall have shown that hexachlorobenzene was found in institutional, industrial and residential surface runoff samples (Wong, 1981).

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

Concentrations of organic contaminants in bottom and suspended sediment were found to be highly variable. Certain patterns emerged from the data that did indicate consistently higher concentrations of specific locations. Extremely high levels of total PCBs remain a problem in the Grass River (station 84). This situation should be monitored on a regular basis because of the transboundary transport of this contaminant and its international implications.

High concentrations of total PCBs were found in the bottom sediment at station 78 near Cornwall. In addition, this site showed elevated levels of chlorobenzenes in both

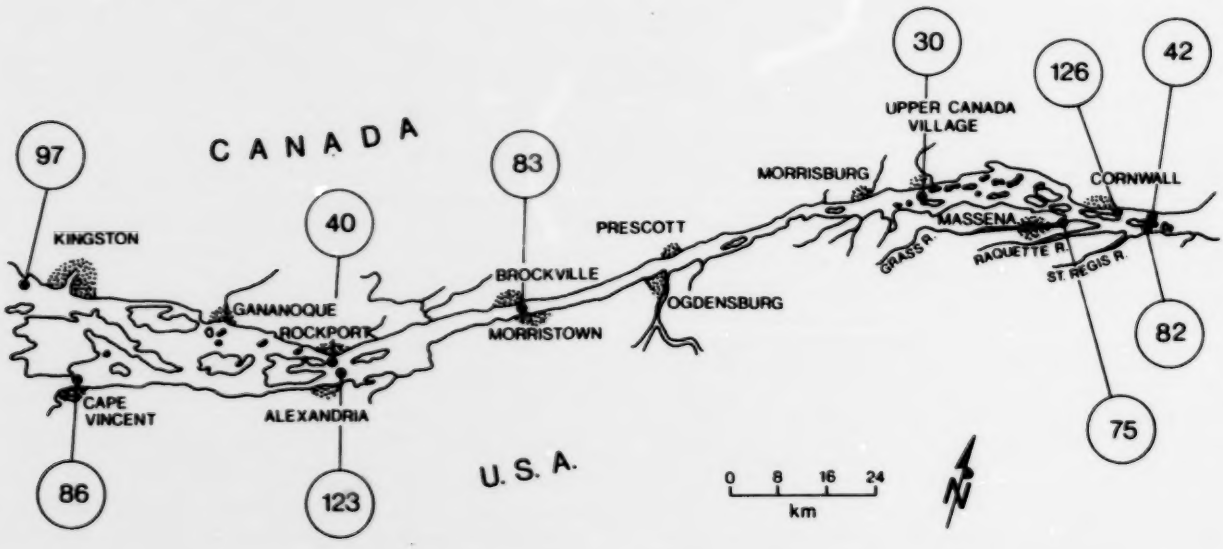

Figure 8. St. Lawrence River suspended sediment: total chlorobenzenes ($\mu g \cdot kg^{-1}$).

bottom and suspended sediment as well as high concentrations of DDT and its metabolites in suspended sediment. Further investigation is required to determine the extent and sources of contaminants in that area.

Station 192 exhibited the highest concentrations in bottom sediment compared with the other stations for most variables analyzed. For some parameters, the concentrations were higher than background levels in Lake Ontario. Additional surveys are necessary to find out the distribution and source of contamination. Verification of numerical models developed to simulate currents during stratified conditions in the eastern end of Lake Ontario would aid in the interpretation of transport and fate of contaminants from known point source inputs.

Sediment quality data are a very useful component in determining the transport and fate of contaminants, detecting point source influences, and also in determining changes of contaminant concentrations over time. It is important that criteria and guidelines be developed for trace organics in sediment so that their environmental significance can be better assessed.

ACKNOWLEDGMENTS

The author would like to thank Barry Moore of Technical Operations, and Captain Mike Head and the crew of the C.S.S. *Advent* for their cooperation in the undertaking of this survey. Thanks are also extended to George Duncan for the particle size analysis and to Water Quality Branch Laboratory staff for their analytical support.

REFERENCES

Chan, C.H. 1980. St. Lawrence River water quality surveys, 1977. Sci. Ser. No. 113, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Burlington, Ontario.

Duncan, G.A., and G.G. LaHaie. 1979. Size Analysis Procedures used in the Sedimentology Laboratory, National Water Research Institute. Hydraulics Division, National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Environment Canada. 1979. *Analytical Methods Manual*. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa.

Frank, R., R.L. Thomas, M.V.H. Holdrinet, and V. Damiani. 1980. PCB residues in bottom sediments collected from the Bay of Quinte, Lake Ontario 1972-73. J. Great Lakes Res., 6(4): 371-376.

Frank, R., R.L. Thomas, M.V.H. Holdrinet, A.L.W. Kemp, and H.E. Braun. 1979. Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments (1968) and sediment cores (1976) from Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 5(1): 18-27.

Frank, R., R.L. Thomas, M.V.H. Holdrinet, R.K. McMillan, H.E. Braun, and R. Dawson. 1981. Organochlorine residues in suspended solids collected from the mouths of Canadian streams flowing into the Great Lakes 1974-1977. J. Great Lakes Res., 7(4): 363-381.

Holdrinet, M.V.H., R. Frank, R.L. Thomas, and L.J. Hetling. 1978. Mirex in the sediments of Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 4(1): 69-74.

International Joint Commission. 1965. First interim report on the Pollution of Lake Erie. Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River.

International Joint Commission. 1968. Second interim report on the pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River.

International Joint Commission. 1970a. Third interim report on the pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River.

International Joint Commission. 1970b. Pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River.

International Joint Commission. 1976. International Joint Commission Water Quality Board fourth annual report, Appendix B, Windsor, Ontario.

International Joint Commission. 1982. Report on Great Lakes Water Quality, Great Lakes Water Quality Board, Windsor, Ontario.

International Lake Erie Water Pollution Board and the International Lake Ontario – St. Lawrence River Water Pollution Board. 1969. Report to the International Joint Commission on Pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River. Vol. 3.

Karickhoff, S.W., D.S. Brown, and T.A. Scott. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res., 13: 241-248.

Kuntz, K.W. 1984. Toxic contaminants in the Niagara River 1975-1982. Tech. Bull. No. 134, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ontario Region, Burlington, Ontario.

Kuntz, K.W., and N.D. Warry. 1983. Chlorinated organic contaminants in water and suspended sediments of the lower Niagara River. J. Great Lakes Res., 9 (2): 241-248.

Oliver, B.G., and K.D. Nicol. 1982. Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario. Environ. Sci. Technol., 16(8): 532-536.

Pickett, R.L., and D.A. Dossett. 1979. Mirex and the circulation of Lake Ontario. J. Phys. Oceanogr., 9(2): 441-445.

Sandilands, R.G., and G.A. Duncan. 1980. SIZDIST-A computer program for size analysis. Hydraulics Division Tech. Note, Rep. No. 80-08, National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Simons, T.J. 1975. Verification of numerical models of Lake Ontario. II. Stratified circulations and temperature changes. J. Phys. Oceanogr., 5: 98-100.

Sloterdijk, H. 1983. Toxic substances in Lake St. Francis sediments. Presented at the 10th Aquatic Toxicity Workshop, Halifax, November 1983.

Thomas, R.L., and A. Mudroch. 1979. Small craft harbours – sediment survey Lakes Ontario, Erie and Lake St. Clair 1978. Great Lakes Biolimnology Laboratory, Burlington, Ontario.

Warry, N.D., and C.H. Chan. 1981. Organic contaminants in the suspended sediments of the Niagara River. J. Great Lakes Res., 7(4): 394-403.

Wong, J. 1981. Persistent toxic substances in urban runoff from the city of Cornwall. Unpublished report, National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Wong, J., and J. Marsalek. 1981. Persistent toxic substances in urban runoff. Presented at the SWMM Model Users Group Meeting, Niagara Falls, September 1981.

Environnement Canada Environment Canada

Contaminants organiques à l'état de traces dans les sédiments du secteur international du fleuve Saint-Laurent, 1981

J.C. Merriman

ÉTUDE N° 148, COLLECTION DES RAPPORTS TECHNIQUES

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES ET DES TERRES
RÉGION DE L'ONTARIO
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
BURLINGTON (ONTARIO) 1987

(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1987

N° de cat. En 36-503/148F

ISBN 0-662-94456-9

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
MÉTHODOLOGIE	1
Sédiments de fond	2
Sédiments en suspension	2
RÉSULTATS ET ANALYSE	2
Sédiments de fond	2
ΣDDT et métabolites	3
Mirex	4
BPC totaux	5
Chlorobenzènes	5
Sédiments en suspension	6
Dieldrine	6
Chlordane	6
ΣDDT et métabolites	7
Mirex	7
BPC totaux	8
Chlorobenzènes	9
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	10
REMERCIEMENTS	10
RÉFÉRENCES	10

Tableaux

1. Emplacements des stations d'échantillonnage dans le fleuve Saint-Laurent	2
2. Concentration des contaminants organiques dans les sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent	3
3. Distribution granulométrique et teneur en carbone organique dans les sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent	4
4. Concentration des contaminants organiques dans les sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent	7

Illustrations

Figure 1. Stations d'échantillonnage dans le fleuve Saint-Laurent	1
Figure 2. Sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent : ΣDDT et métabolites	4
Figure 3. Sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent : BPC totaux	5
Figure 4. Sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent : chlorobenzènes totaux	6
Figure 5. Sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent : ΣDDT et métabolites	8
Figure 6. Sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent : mirex	8
Figure 7. Sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent : BPC totaux	9
Figure 8. Sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent : chlorobenzènes totaux	9

Résumé

Des sédiments de fond et en suspension ont été prélevés dans le fleuve Saint-Laurent, entre Kingston et Cornwall, en juillet 1981 par la Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario. Les échantillons ont été analysés en vue de déceler la présence de pesticides organochlorés, de BPC, de chlorobenzènes et de carbone organique. La granulométrie des sédiments de fond a été déterminée.

Le présent rapport résume la concentration et la répartition des contaminants organiques à l'état de traces et compare les résultats avec d'autres données antérieures existantes. Les BPC totaux ont été examinés en fonction des recommandations du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour les matériaux dragués en vue de leur élimination en eaux libres.

Abstract

Bottom and suspended sediment was collected from the St. Lawrence River between Kingston and Cornwall in July 1981 by the Water Quality Branch, Ontario Region. Samples were anlayzed for organochlorine pesticides, PCBs, chlorobenzenes and organic carbon. Particle size distribution was determined on bottom sediment.

This report summarizes the concentration and distribution of the trace organic contaminants and compares findings with other available historical data. Total PCBs were compared with the Ontario Ministry of Environment dredged material guideline for open water disposal.

Contaminants organiques à l'état de traces dans les sédiments du secteur international du fleuve Saint-Laurent, 1981

J.C. Merriman

INTRODUCTION

Le secteur international du fleuve Saint-Laurent a fait l'objet de nombreux projets de surveillance de l'environnement depuis 1964, soit depuis la création de la Commission internationale sur la pollution des eaux du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent par la Commission mixte internationale (CMI). Les premiers travaux soumis par la Commission portaient pour la plupart sur la qualité physique, chimique et bactériologique du fleuve (CMI, 1965; 1968; 1970a,b; 1976).

Depuis le milieu des années 1970, l'accent a été mis sur les produits chimiques toxiques, notamment sur les contaminants organiques à l'état de traces. Les travaux effectués par Environnement Canada et par le ministère de l'Environnement de l'Ontario ont révélé l'existence de secteurs où les contaminants organiques posent certains problèmes dans le tronçon aval du fleuve, tant du côté canadien que du côté américain. On a trouvé du lindane et du α-BHC un peu partout dans les eaux du fleuve et on a relevé la présence de BPC dans les eaux situées près de l'embouchure de la rivière Grass (Chan, 1980). Wong (1981) a estimé les concentrations de BPC, de pesticides organochlorés, de PAH et de chlorobenzènes provenant de Cornwall. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a révélé que les BPC observés dans les sédiments de fond de la région de Cornwall et de l'embouchure de la rivière Grass dépassaient les normes pour les déchets de dragage (CMI, 1982).

En 1981, la Direction de la qualité des eaux, région de l'Ontario, a effectué une analyse des sédiments dans le secteur international du fleuve Saint-Laurent, entre le lac Ontario et la région de Cornwall, afin d'établir la concentration et la distribution des contaminants organiques dans les sédiments de fond et les sédiments en suspension. Le présent rapport résume les données de cette étude et compare les concentrations établies pour les contaminants à d'autres données historiques recueillies dans la région à l'étude, le lac Ontario et la rivière Niagara.

MÉTHODOLOGIE

Les sites d'échantillonnage sont donnés à la figure 1, l'emplacement et la date des échantillonnages au tableau 1. Dix stations ont fait l'objet d'échantillonnages de sédiments en suspension. Les sédiments de fond ont été prélevés dans sept sites. Les emplacements d'échantillonnage ont été choisis de façon à obtenir une vue d'ensemble de la chimie des sédiments. Un emplacement, la station 84 sur la rivière

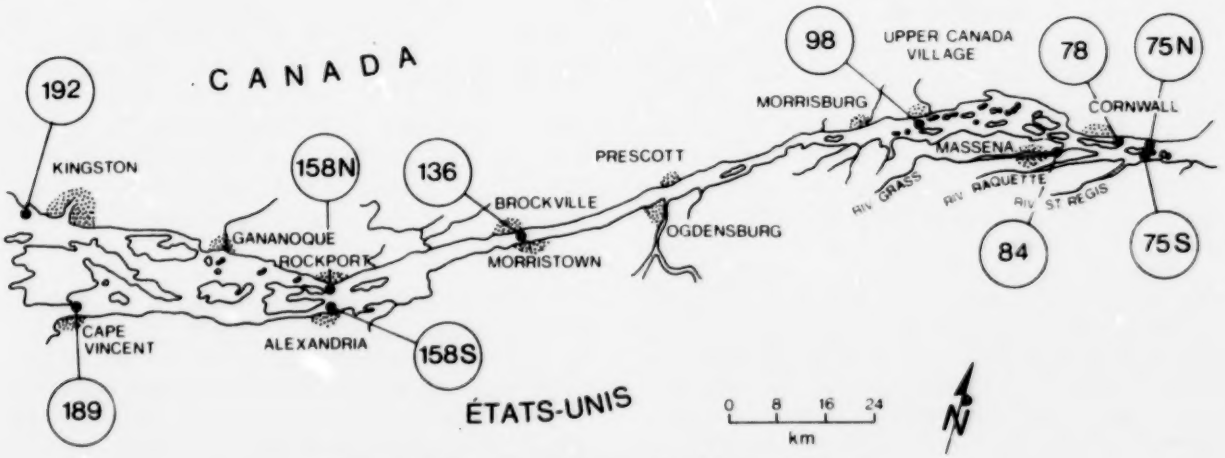

Figure 1. Stations d'échantillonnage dans le fleuve Saint-Laurent.

Tableau 1. Emplacements des stations d'échantillonnage dans le fleuve Saint-Laurent

Station	Date	Sédiments de fond	Sédiments en suspension	Latitude	Longitude
75N	81-06-17	X	X	45°02'28"	74°36'52"
75S	81-06-20		X	45°19'43"	74°36'43"
78	81-06-18	X	X	45°01'22"	74°41'03"
84	81-06-19	X	X	44°58'46"	76°46'36"
98	81-06-22	X	X	44°56'57"	75°03'48"
136	81-06-23		X	44°35'59"	75°39'15"
158N	81-06-25		X	44°22'32"	75°55'48"
158S	81-06-24	X	X	44°21'20"	75°54'29"
189	81-06-26	X	X	44°08'56"	76°20'18"
192	81-06-27	X	X	44°12'20"	76°32'30"

Grass, servira à d'autres renseignements sur les BPC dans cet endroit que plusieurs études designent comme étant un secteur contaminé.

Sédiments de fond

Les sédiments de fond ont été prélevés à l'aide d'un échantillonneur Shipek. La couche supérieure de 3 cm d'épaisseur de l'échantillon a été prélevée du milieu du godet, placée dans un pot de verre lavé au solvant et dont le couvercle est revêtu d'une feuille d'aluminium, puis congelée. Dès leur arrivée au laboratoire, les échantillons ont été décongelés. Après décantation de l'eau excédentaire, ils ont été homogénéisés.

Une portion de 5 à 10 g de sédiments homogénéisés a ensuite été extraite à l'aide d'un mélange 1:1 d'hexane-acétone. L'extrait a été filtré, puis séparé avec de l'eau et extrait de nouveau avec du benzène. Les extraits combinés ont été séchés, réduits et lavés sur une colonne de chromatographie sur gel. Un autre lavage sur une colonne au gel de silice a permis d'obtenir deux fractions. Chaque fraction est analysée par chromatographie en phase liquide sur deux colonnes, une colonne garnie et une autre capillaire. On trouvera une description détaillée des méthodes d'analyse dans le *Manuel des méthodes analytiques* (Environnement Canada, 1986).

L'analyse granulométrique des sédiments de fond a été effectuée à l'aide d'un tamis et d'un sédigraphe, méthode qui donne des pourcentages pour le gravier, le sable, le limon et l'argile. Les échantillons ont été séchés à basse température et délicatement broyés dans un mortier avec un pilon. Toutes les particules dont la grosseur peut bloquer le tube de succion sédigraphique (0.80 mm) ont été éliminées. L'échantillon a été ensuite dispersé dans une suspension Calgon et une analyse automatique a été effectuée à l'aide du sédigraphe. Les résultats ont été traités à l'aide du programme SIZDIST, un programme informatique FORTRAN IV (Sandilands et Duncan, 1980). On trouvera une description plus détaillée de la méthodologie dans Duncan et LaHaie (1979).

Sédiments en suspension

Les sédiments en suspension ont été prélevés à l'aide de deux séparateurs Westfalia. L'eau a été pompée dans chaque centrifugeuse à raison de 6 $L \cdot min^{-1}$ au moyen d'une pompe magnétique submersible March 5C-MD. Un tube de téflon enchâssé dans l'acier inoxydable sert au transfert des échantillons entre la pompe et la centrifugeuse. En moyenne, 7200 L d'eau ont été centrifugés pour chaque échantillon.

Les sédiments ont ensuite été extraits de la centrifugeuse en grattant les parois des quatre cuves de l'appareil à l'aide d'un grattoir en téflon. Le mélange sédiments-eau a ensuite été filtré sous pression dans un filtre en téflon de 5 μm. Le filtre a été séché dans un dessiccateur, puis les sédiments en ont été extraits et homogénéisés dans un mortier avec un pilon. La méthode d'analyse des sédiments en suspension est la même que celle des sédiments de fond.

RÉSULTATS ET ANALYSE

Sédiments de fond

Les échantillons de sédiments de fond ont été prélevés dans sept stations. Dans trois emplacements, le débit de l'eau est trop rapide et empêche les sédiments de s'accumuler, ce qui ne nous permet pas de prélever des échantillons de sédiments à ces endroits.

Les résultats des analyses sont présentés au tableau 2. Sur les 29 contaminants analysés, la moitié se situait en-deçà du seuil de détection, et 20 % n'ont été détectés qu'une fois à l'état de traces. Parmi les variables non détectées, mentionnons les suivantes : α-BHC, lindane, heptachlore, heptachlore-époxyde, aldrine, dieldrine, endrine, α-chlordane, α-endosulfan, β-endosulfan, p,p'-DDT, o,p'-

Tableau 2. Concentration des contaminants organiques dans les sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent ($\mu g \cdot kg^{-1}$)

Paramètre	75N	78	84	98	158S	189	192
α-BHC	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Lindane	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Heptachlore	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Heptachlore-époxyde	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Aldrine	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dieldrine	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Endrine	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
γ-chlordane	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3
α-chlordane	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
α-endosulfan	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
β-endosulfan	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p′-DDT	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
o,p′-DDT	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p′-DDE	8	6	<1	5	6	3	45
p,p′-TDE	2	<1	<1	<1	<1	<1	11
ΣDDT + métabolites	10	6	<1	5	6	3	56
Méthoxychlore	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Mirex	<1	<1	<1	<1	<1	<1	9
BPC totaux	80	850	8740	80	20	10	310
1,3-Dichlorobenzène	5	<1	10	9	<1	5	15
1,4-Dichlorobenzène	<1	9	<1	<1	6	<1	<1
1,2-Dichlorobenzène	5	3	7	6	3	2	15
1,3,5-Trichlorobenzène	1	1	<1	<1	<1	<1	1
1,2,4-Trichlorobenzène	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
1,2,3-Trichlorobenzène	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3
1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
1,2,3,4-Tétrachlorobenzène	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Pentachlorobenzène	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Hexachlorobenzène	4	13	<1	<1	<1	1	11
Chlorobenzènes totaux	15	26	17	15	9	8	50

DDT, méthoxychlore et 1,2,3-trichlorobenzène. Parmi les paramètres quantifiables, mentionnons les suivants : DDE, TDE, mirex, BPC totaux et chlorobenzènes.

ΣDDT et métabolites

On n'a relevé ni le p,p′-DDT, ni le o,p′-DDT dans les échantillons de sédiments de fond. L'utilisation du DDT a été interdite en 1972. Le produit de dégradation du DDT, le p,p′-DDE, a été trouvé dans six des sept échantillons ayant la concentration la plus élevée (45 $\mu g \cdot kg^{-1}$) à la station 192. Les concentrations à cet endroit sont cinq fois supérieures à la concentration la plus élevée.

On a trouvé du TDE dans deux des sept échantillons. Ce produit a été détecté aux deux extrémités du fleuve, soit à la station 192, près de Kingston, et à la station 75N, en aval de Cornwall. Les concentrations de p,p′-DDE et de p,p′-TDE à la station 192 étaient plus élevées que celles de la plupart des échantillons de sédiments de fond de la rivière Niagara, sauf à deux endroits situés à proximité de sources locales (Kuntz, 1984).

En additionnant le DDT et ses métabolites, c'est la station 192 qui affiche clairement les concentrations les plus élevées (56 $\mu g \cdot kg^{-1}$) par rapport aux autres stations où les concentrations variaient de 3 à 10 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (figure 2). Il a été établi que de nombreux contaminants organiques se fixaient aux particules fines; les différences de sorption dans ces fractions fines (p. ex. limon et argile) étaient reliées aux différences des teneurs en carbone organique (Karickhoff et coll., 1979). L'analyse granulométrique et le dosage du carbone organique à la station 192 ont montré que les pourcentages d'argile et de carbone organique y étaient élevés par rapport aux autres stations échantillonnées (tableau 3). Cela pourrait expliquer en partie les concentrations élevées relevées à cet endroit.

Une autre explication possible de ces valeurs élevées pourrait résider dans l'apport de sources locales. D'après un modèle de transport des eaux, les courants pourraient se déplacer vers l'ouest à cette station (Simons, 1975). Toutefois, ce modèle n'a pas été vérifié pour l'extrémité orientale du lac Ontario. Si cette hypothèse se révèle exacte, les matières provenant de sources locales de la région de

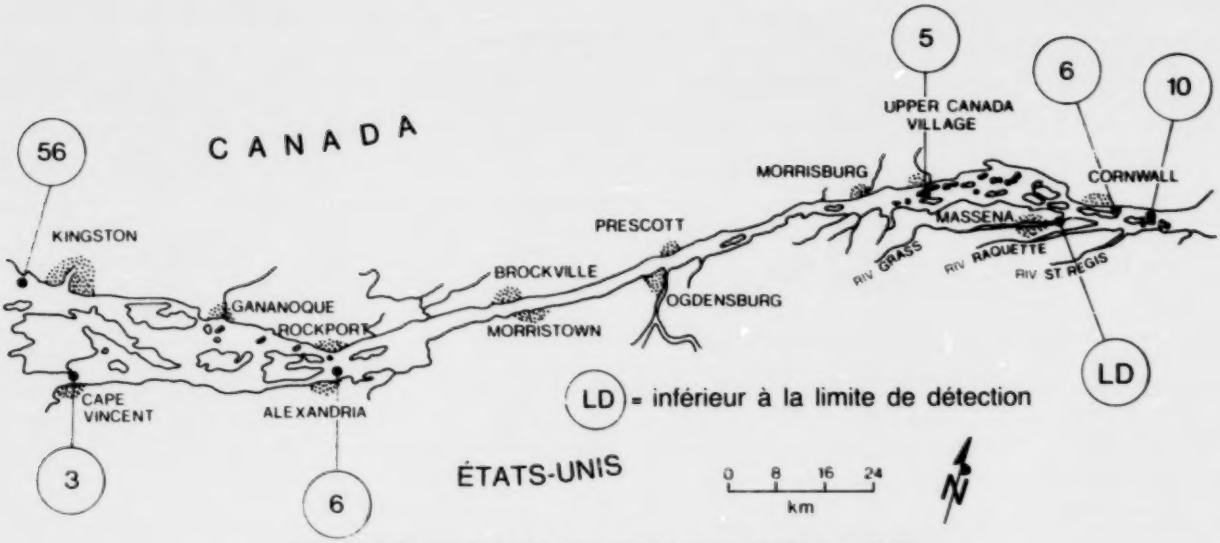

Figure 2. Sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent : ΣDDT et métabolites.

Tableau 3. Distribution granulométrique et teneur en carbone organique dans les sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent (%)

Station	Gravier	Sable	Limon	Argile	Carbone organique
75N	0	39.2	32.6	28.2	4.1
78	0	45.3	35.1	19.6	3.6
84	0	13.1	48.9	38.0	5.3
98	0	23.6	58.5	17.9	3.9
158C	0	61.8	18.4	19.8	3.9
189	0	75.9	14.3	9.8	2.3
192	0	48.7	17.7	33.6	7.6

Kingston pourraient être transportées et déposées aux environs de la station 192, entraînant une augmentation des concentrations. Pickett et Dossett (1979) ont noté que la propagation du mirex provenant de sources situées dans les rivières Niagara et Oswego était conforme aux courants relevés dans le lac Ontario entre 1972 et 1973. Comme on connaît très peu de choses sur les configurations de circulation de l'extrémité est du lac Ontario, on pourrait se servir des concentrations de mirex dans les sédiments de fond pour en savoir davantage, parallèlement aux autres méthodes utilisées actuellement.

L'analyse des sédiments de fond (Thomas et Mudroch, 1979) provenant de petits ports de plaisance ayant fait l'objet d'un dragage et situés dans les environs de la station 192 montre que les concentrations de DDT étaient environ trois fois supérieures à cette station que dans les ports en question. Malheureusement, on ne possède aucune donnée sur les teneurs du contaminant dans les sédiments de fond des petits ports de plaisance avant les opérations de dragage.

D'après des données antérieures sur les sédiments de fond du lac Ontario, la concentration moyenne dans les zones de dépôt s'élève à 62 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pour le DDT (Frank et coll., 1979). Cela concorde avec ce qui a été observé à la station 192.

Mirex

Le seul cas de détection de mirex dans les sédiments de fond vient de la station 192 (9 $\mu g \cdot kg^{-1}$). Holdrinet et coll. (1978) ont trouvé du mirex dans les sédiments de fond du lac Ontario; le produit provenait de sources industrielles locales situées sur les rives des rivières Niagara et Oswego. Les concentrations relevées à l'extrémité orien-

tale du lac variaient entre 8 et 22 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à sept endroits. Les teneurs en mirex à la station 192 se situaient à l'intérieur de la gamme observée en 1976 par Holdrinet.

BPC totaux

Les concentrations des BPC totaux sont fortement variables dans tout le fleuve Saint-Laurent (figure 3). Les stations 189 et 136 sont les seules où les concentrations étaient inférieures aux directives du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour les matériaux de dragage, soit 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$. La concentration de 850 $\mu g \cdot kg^{-1}$ relevée à la station 178 révèle la présence de sources locales dans le secteur de Cornwall. D'après les données recueillies par le ministère de l'Environnement de l'Ontario et Environnement Canada dans la région de Cornwall, les teneurs en BPC y sont également élevées (CMI, 1982; Wong, 1981; Wong et Marsalek, 1981).

Depuis plusieurs années, la rivière Grass (station 84) est reconnue comme une source de BPC totaux dans le fleuve Saint-Laurent (Chan, 1980; CMI, 1982). Une concentration extrêmement élevée de 8740 $\mu g \cdot kg^{-1}$ a été relevée dans les sédiments de fond de cette rivière (figure 3). Cette source, de même que les sources de la région de Cornwall, contribue à la pollution transfrontalière du lac Saint-François au Québec (Sloterdijk, 1983).

Une concentration des BPC totaux de 310 $\mu g \cdot kg^{-1}$ a été relevée à la station 192, en amont de Kingston. Ce chiffre dépasse de beaucoup la valeur fixée dans les directives du MEO et est près de trois fois supérieur aux teneurs en BPC observées dans les sédiments de fond des petits ports de plaisance de la région (Thomas et Mudroch, 1979). Ces trois ports avaient été dragués auparavant en 1968.

Les concentrations de BPC relevées par Frank et coll. (1979) dans des sédiments de fond de l'est du lac Ontario variaient entre 20 et 260 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Frank a également relevé des teneurs en BPC de l'ordre de 2 à 100 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dans le bassin Adolphous dans son étude de la baie de Quinte (1980). Les concentrations données dans ces études sont inférieures à celles qui sont observées à la station 192 (soit 310 $\mu g \cdot kg^{-1}$). Cela pourrait peut-être s'expliquer par la différence dans le traitement de l'échantillon. En effet, dans les deux études de Frank, les sédiments de fond sont séchés à basse température, tandis que dans l'étude de la Direction de la qualité des eaux, ils sont congelés, puis analysés à l'état humide. Il se pourrait que le séchage à basse température élimine les formes les plus volatiles de BPC et donne ainsi des concentrations quelque peu inférieures. La station 192 est également située près de l'exutoire de l'usine d'épuration du canton de Kingston et de celui de l'usine de Dupont, ce qui pourrait aussi expliquer les concentrations élevées trouvées à cet endroit.

Chlorobenzènes

Les concentrations de chlorobenzènes relevées dans les sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent sont relativement faibles. Des di, tri, tétra, penta et hexachlorobenzènes ont été détectés à la station 192. Les dichlorobenzènes l'ont été dans toutes les stations échantillonnées; leur teneur varie de 7 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 189 à 30 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 192.

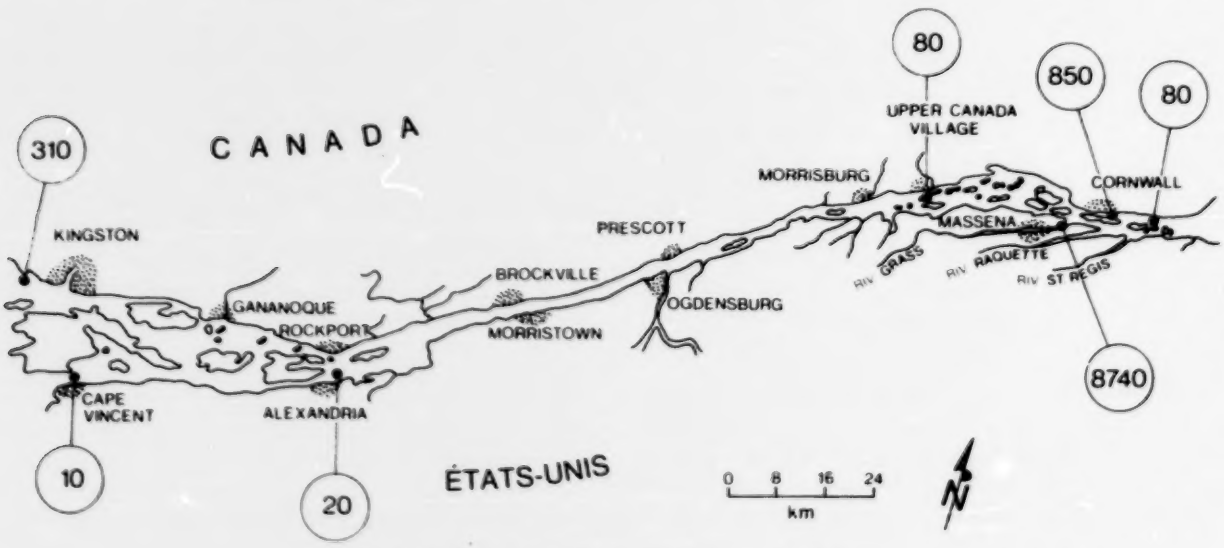

Figure 3. Sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent : BPC totaux.

Les tri, tétra et pentachlorobenzènes étaient pratiquement absents dans les sédiments de fond sauf à l'état de traces à la station 192, tandis que des concentrations d'hexachlorobenzènes de 11 $\mu g \cdot kg^{-1}$ et 13 $\mu g \cdot kg^{-1}$ ont été relevées respectivement aux stations 192 et 78. On a trouvé des hexachlorobenzènes dans les eaux de ruissellement de surface de la ville de Cornwall (Wong, 1981). C'est là probablement la source des hexachlorobenzènes observés à la station 78, qui affiche la plus forte concentration parmi les sept sites échantillonnés. Les teneurs en chlorobenzènes des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent sont considérablement inférieures à celles relevées dans le lac Ontario (Oliver et Nicol, 1982) et dans la rivière Niagara (Kuntz, 1984).

Sauf à la station 192, les concentrations de chlorobenzènes totaux ont tendance à augmenter en allant vers l'aval (figure 4). Les teneurs les plus faibles ont été relevées aux stations 189 et 158, où elles sont de 8 et 9 $\mu g \cdot kg^{-1}$ respectivement. Les concentrations en aval sont de l'ordre de 15 à 26 $\mu g \cdot kg^{-1}$. À la station 192, elles étaient de 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$, soit près du double de la plus haute valeur observée dans toutes les autres stations. L'analyse granulométrique montre que c'est aussi à la station 192 que l'on trouve le plus fort pourcentage de fractions argileuses de toutes les stations du fleuve Saint-Laurent, ce qui laisse croire qu'il s'agit d'une aire de sédimentation excellente où les sédiments contaminés peuvent se déposer. Les concentrations élevées observées à cet endroit pourraient être attribuées à une source locale déjà mentionnée ci-dessus. Bien que la station 84 sur la rivière Grass affiche un plus fort pourcentage de fractions argileuses que la station 192, les chlorobenzènes totaux ne semblent pas s'y accumuler dans les sédiments de fond, car une concentration de 17 $\mu g \cdot kg^{-1}$ a été mesurée à cet endroit.

Sédiments en suspension

Les échantillons de sédiments en suspension proviennent de dix sites différents. Les résultats des analyses sont donnés au tableau 4. Au total, huit des 28 variables analysées sont inférieures à la limite de détection. Parmi celle-ci, mentionnons le lindane, l'heptachlore, l'heptachlore-époxyde, l'aldrine, l'α-endosulphan, le β-endosulphan, le o,p'-DDT et le méthoxychlore. Trois variables, α-BHC, endrine et 1,2,4-trichlorobenzène, n'ont été détectées qu'une seule fois à l'état de traces.

Dieldrine

Les concentrations de dieldrine dans les sédiments en suspension des dix stations échantillonnées varient de non détectables aux stations 84 et 78 et des teneurs de 14 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 189S. Ces concentrations sont semblables à celles des tributaires du lac Ontario (Frank et coll., 1981) et des sédiments en suspension de la rivière Niagara (Warry et Chan, 1981; Kuntz et Warry, 1983).

Chlordane

Les isomères α et γ du chlordane ont été relevés dans les sédiments en suspension du Saint-Laurent. Leurs concentrations varient entre des teneurs non détectables et des teneurs de 6 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 158S pour l'α-chlordane,

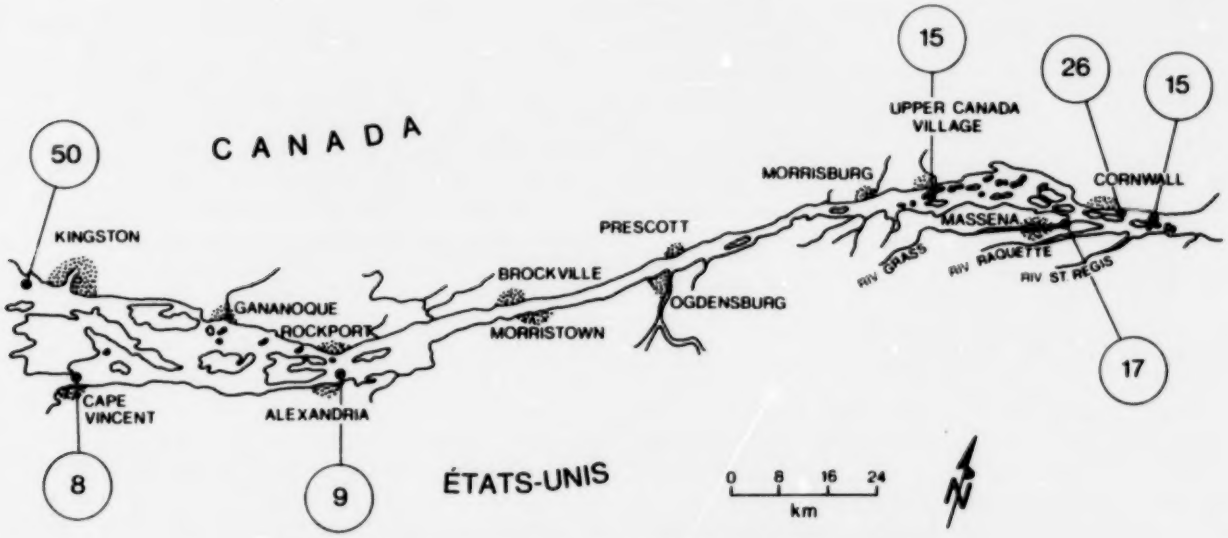

Figure 4. Sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent : Chlorobenzènes totaux.

Tableau 4. Concentration des contaminants organiques dans les sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent ($\mu g \cdot kg^{-1}$)

Paramètre	75N	75S	78	84	98	136	158N	158S	189	192
α-BHC	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2	<1
Lindane	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Heptachlore	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Heptachlore-époxyde	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Aldrine	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dieldrine	3	11	<1	<1	11	5	12	5	14	4
Endrine	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
γ−chlordane	2	2	2	<1	2	2	4	4	3	7
α-chlordane	<1	2	<1	<1	2	3	3	6	5	<1
α-endosulfan	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
β-endosulfan	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p′-DDT	<1	<1	16	<1	<1	<1	<1	<1	9	<1
o,p′-DDT	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p′-DDE	10	10	13	18	7	12	10	15	16	14
p,p′-TDE	4	6	4	<1	4	<1	11	8	<1	20
ΣDDT + métabolites	14	16	33	18	11	12	21	23	25	34
Méthoxychlore	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Mirex	3	2	2	<1	2	4	<1	6	6	6
BPC totaux	30	200	20	1800	50	110	100	150	200	190
1,3-Dichlorobenzène	<1	25	49	28	<1	28	<1	30	24	51
1,4-Dichlorobenzène	<1	22	<1	22	27	17	<1	18	<1	<1
1,2-Dichlorobenzène	11	22	31	15	<1	13	14	30	36	29
1,3,5-Trichlorobenzène	11	4	11	2	<1	8	9	9	8	2
1,2,4-Trichlorobenzène	<1	<1	5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
1,2,3-Trichlorobenzène	5	<1	<1	4	<1	4	6	4	6	4
1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	3	4	<1	1	3	3	3	3	3	3
1,2,3,4-Tétrachlorobenzène	1	1	2	1	<1	2	2	2	<1	2
Pentachlorobenzène	1	1	1	1	<1	2	2	19	3	2
Hexachlorobenzène	10	3	27	1	3	6	4	8	6	4
Chlorobenzènes totaux	42	82	126	75	30	83	40	123	86	97

tandis qu'elles varient entre des teneurs non détectables et des teneurs de 7 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pour le γ-chlordane à la station 192. Aucun des isomères n'a été détecté dans la rivière Grass. Les données sur les sédiments en suspension se comparent bien à celles des tributaires du lac Ontario (Frank et coll., 1981) et à celles de la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Kuntz et Warry, 1983).

ΣDDT et métabolites

Les concentrations du p,p′-DDT s'élèvent respectivement à 9 et 16 $\mu g \cdot kg^{-1}$ aux stations 189 et 78. Du p,p′-DDT a été observé dans six échantillons de sédiments en suspension sur quinze prélevés dans la rivière Niagara en 1981 (Kuntz, 1984). Un produit de dégradation du p,p′-DDT, soit p,p′-DDE qui est également très persistant, a été relevé à toutes les stations à des teneurs variant entre 7 $\mu g \cdot kg^{-1}$ et 18 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Sa prévalence partout dans le fleuve témoigne de l'utilisation répandue du DDT par le passé. Les concentrations du p,p′-TDE varient entre des teneurs non détectables à trois stations et des teneurs de 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 192. À cette dernière station, les teneurs sont presque deux fois supérieures à la deuxième concentration la plus élevée, relevée à la station 158N.

Les DDT totaux et leurs métabolites varient entre un minimum de 11 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 98 et un maximum de 34 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 192. À la station 78 à Cornwall, la concentration s'élève à 33 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (figure 5).

Mirex

Le Mirex est largement répandu dans les sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent. On en a relevé dans toutes les stations sauf deux, la station 158N et la station de la rivière Grass. Les concentrations varient entre 2 et 6 $\mu g \cdot kg^{-1}$ et semblent diminuer en allant vers l'aval, probablement à cause d'une dilution (figure 6). Les seules sources connues de Mirex viennent des tributaires du lac Ontario. Les concentrations dans le fleuve Saint-Laurent sont inférieures à celles relevées à Niagara-on-the-Lake entre 1979 et 1981, où la concentration moyenne de Mirex était de 12 $\mu g \cdot kg^{-1}$, d'après 70 échantillons de sédiments en suspension (Kuntz et Warry, 1983).

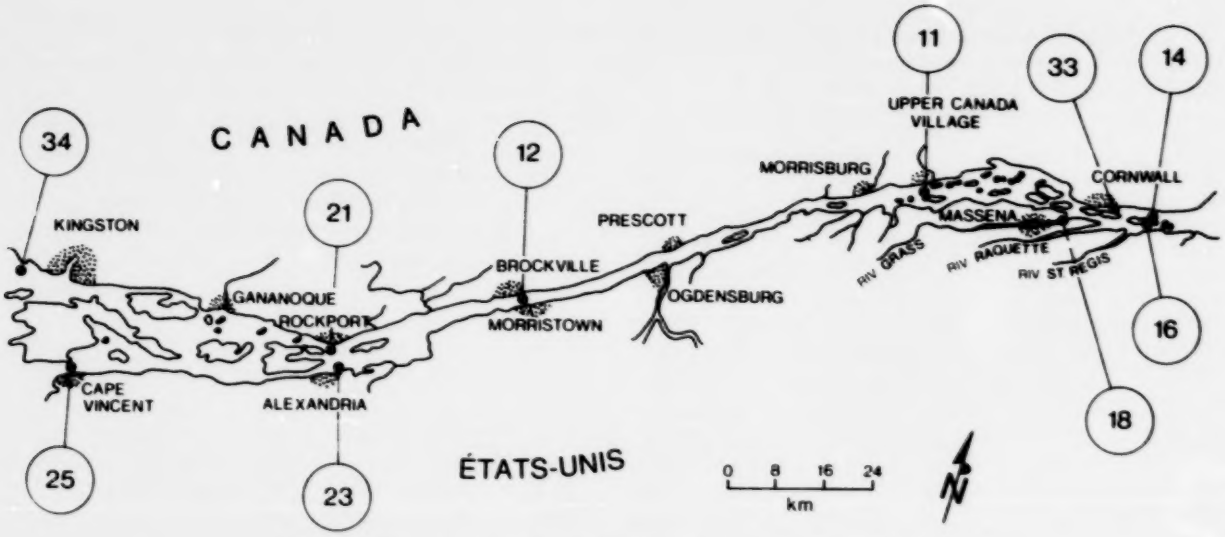

Figure 5. Sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent : ΣDDT et métabolites.

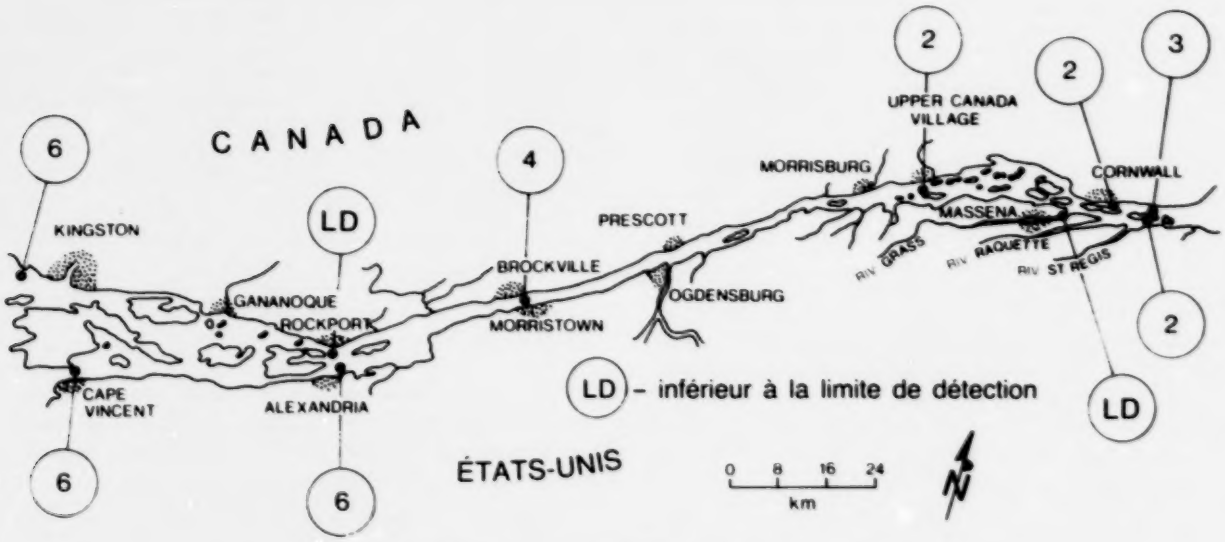

Figure 6. Sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent : mirex.

BPC totaux

Les concentrations de BPC totaux décroissent en allant vers l'aval (figure 7). Les concentrations en amont sont respectivement de 190 et 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$ aux stations 192 et 189 et décroissent à un minimum de 20 et 30 $\mu g \cdot kg^{-1}$ aux stations 78 et 75 dans la région de Cornwall. Une concentration très élevée de 1800 $\mu g \cdot kg^{-1}$ a été relevée dans la rivière Grass. Comme nous l'avons dit plus haut, des sources connues sont à l'origine de ces fortes teneurs. Des teneurs également élevées ont été relevées en aval de la confluence de la rivière Grass et du fleuve Saint-Laurent à la station 75S, où la concentration s'élève à 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Sauf à la station 84, les concentrations des BPC totaux des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent sont de beaucoup inférieures à celles relevées dans la rivière Niagara. Selon Kuntz et Warry (1983), la teneur moyenne des sédiments à Niagara-on-the-Lake entre 1979 et 1981 s'élevait à 718 $\mu g \cdot kg^{-1}$.

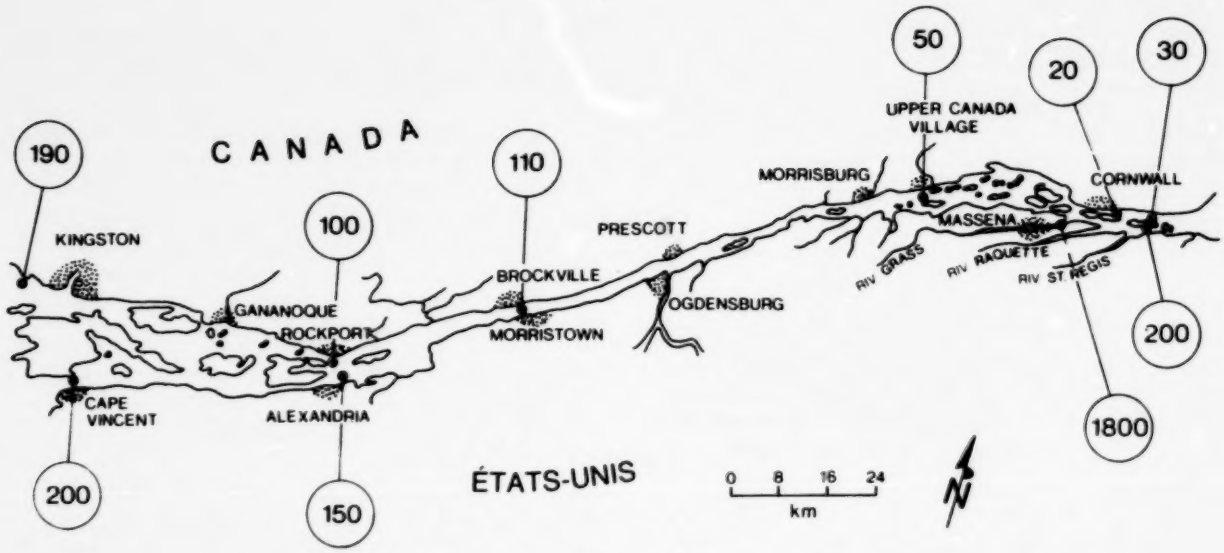

Figure 7. Sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent : BPC totaux.

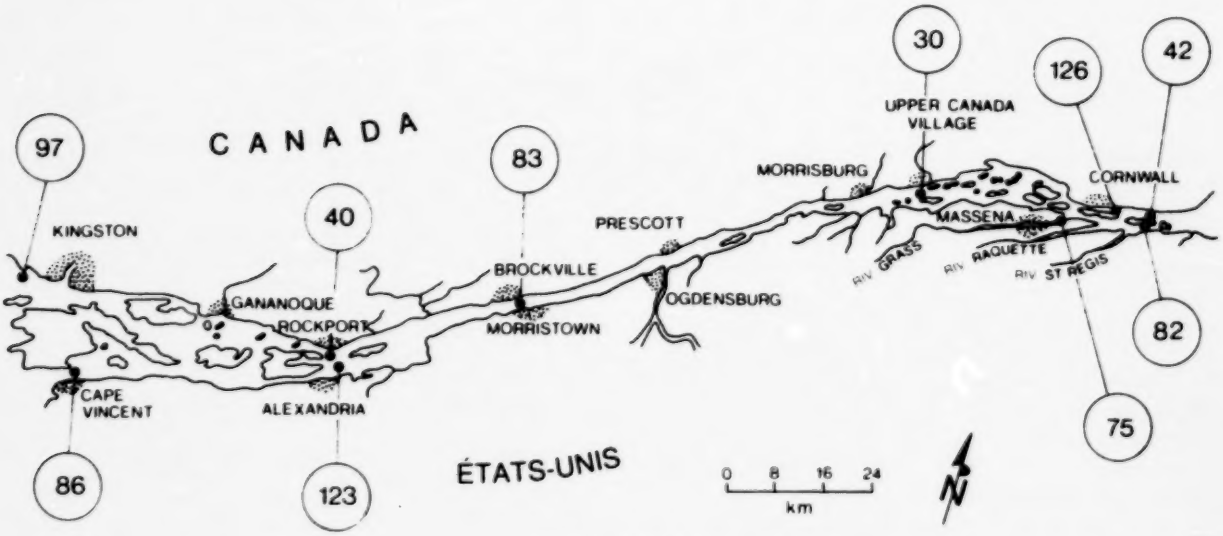

Figure 8. Sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent : chlorobenzènes totaux.

Chlorobenzènes

Les chlorobenzènes sont présents partout dans les sédiments en suspension (figure 8). Des di, tri, tétra, penta et hexachlorobenzènes ont été observés à toutes les stations sauf à la station 98 où l'on n'a relevé que des di et des hexachlorobenzènes. Les concentrations de tous les chlorobenzènes étaient de beaucoup inférieures à celles relevées dans la rivière Niagara (Kuntz, 1984).

Les concentrations de dichlorobenzènes varient d'un maximum de 80 $\mu g \cdot kg^{-1}$ aux stations 192 et 78 à un minimum de 11 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 75. On n'a pu relever aucune variation spatiale discernable. Les concentrations de trichlorobenzènes varient entre des teneurs non détectables à la station 98 et un maximum de 16 $\mu g \cdot kg^{-1}$ aux stations 75N et 78. Les concentrations de tétrachlorobenzènes sont inférieures aux teneurs en tri et en dichlorobenzènes. Les concentrations varient entre des teneurs non détectables à

la station 98 et un maximum de 5 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à cinq stations.

Les concentrations d'hexachlorobenzènes se situent près ou au-dessous du seuil de détection sauf à la station 158C, où une concentration de 19 $\mu g \cdot kg^{-1}$ a été relevée. Cela nous laisse croire qu'il y a, à proximité d'Alexandria, un rejet local de ce produit.

Les concentrations d'hexachlorobenzènes varient d'un minimum de 1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dans la rivière Grass à un maximum de 27 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à la station 78. Sauf à cette dernière station, toutes les concentrations relevées sont de 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ ou moins. On suppose que des sources locales à Cornwall sont à l'origine des teneurs élevées en hexachlorobenzènes à la station 78. Des études effectuées à Cornwall ont révélé la présence d'hexachlorobenzènes dans des échantillons d'eau de ruissellement provenant des institutions, des industries et des quartiers résidentiels (Wong, 1981).

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les concentrations de contaminants organiques dans les sédiments de fonds et les matières en suspension du fleuve Saint-Laurent sont apparues très variables. Certaines tendances se dégagent des données, qui indiquent la présence de concentrations constamment plus élevées dans certains endroits précis. Les teneurs extrêmement élevées en BPC totaux demeurent un problème dans la rivière Grass (station 84). Ces teneurs devraient être régulièrement contrôlées à cause du transport trans-frontière des contaminants et de ses implications internationales.

De fortes concentrations de BPC totaux ont été relevées dans les sédiments de fond à la station 78, près de Cornwall. On a également observé à cet endroit des teneurs élevées en chlorobenzènes, tant dans les sédiments de fond que dans les sédiments en suspension, ainsi que de fortes concentrations de DDT et de ses métabolites dans les sédiments en suspension. D'autres études pourraient être effectuées pour déterminer l'ampleur et les sources de ces contaminants dans la région.

C'est à la station 192 que l'on a noté les plus fortes concentrations dans les sédiments de fond comparativement aux autres stations pour la plupart des variables analysées. Pour certains paramètres, les concentrations sont supérieures aux concentrations de fond relevées dans le lac Ontario. D'autres études devront être effectuées pour établir la distribution des contaminants et les sources de contamination. La vérification des modèles numériques mis au point pour simuler les courants en présence de conditions de stratification à l'extrémité orientale du lac Ontario serait utile pour l'interprétation du transport et du devenir des contaminants provenant des sources locales connues.

Les données sur la qualité des sédiments sont très utiles pour déterminer le cheminement et l'évolution des contaminants, détecter l'influence des sources locales et suivre les changements temporels dans les concentrations des contaminants. Il est important que des critères et des directives soient établis pour les matières organiques à l'état de traces présentes dans les sédiments de façon à mieux évaluer leur importance environnementale.

REMERCIEMENTS

L'auteur aimerait remercier Barry Moore, Opérations techniques, et le capitaine Mike Head, de même que l'équipage du CSS *Advent* pour leur coopération à cette étude. Il désire également remercier George Duncan, qui a effectué l'analyse granulométrique, ainsi que le laboratoire de la Direction de la qualité des eaux pour son appui technique.

RÉFÉRENCES

Chan, C.H. 1980. Relevés de la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1977. Étude nº 113, Série scientifique, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ontario).

Commission mixte internationale. 1965. First interim report on the Pollution of Lake Erie. Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River.

Commission mixte internationale. 1968. Second interim report on the pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River.

Commission mixte internationale. 1970a. Third interim report on the pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River.

Commission mixte internationale. 1970b. La pollution dans le lac Érié, le lac Ontario et le secteur international du fleuve Saint-Laurent.

Commission mixte internationale. 1976. International Joint Commission Water Quality Board fourth annual report, Appendix B, Windsor, Ontario.

Commission mixte internationale. 1982. Report on Great Lakes Water Quality, Great Lakes Water Quality Board, Windsor, Ontario.

Conseil international sur la pollution des eaux du lac Érié et Conseil international sur la pollution des eaux du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. 1969. Report to the International Joint Commission on Pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the international section of the St. Lawrence River. Vol. 3.

Duncan, G.A., et G.G. LaHaie. 1979. Size Analysis Procedures used in the Sedimentology Laboratory, Institut national de recherche sur les eaux, Division de l'hydraulique, Burlington (Ontario).

Environnement Canada. 1986. *Manuel des méthodes analytiques*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa.

Frank, R., R.L. Thomas, M.V.H. Holdrinet, et V. Damiani. 1980. PCB residues in bottom sediments collected from the Bay of Quinte, Lake Ontario 1972-73. J. Great Lakes Res., 6(4): 371-376.

Frank, R., R.L. Thomas, M.V.H. Holdrinet, A.L.W. Kemp, et H.E. Braun. 1979. Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments (1968) and sediment cores (1976) from Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 5(1): 18-27.

Frank, R., R.L. Thomas, M.V.H. Holdrinet, R.K. McMillan, H.E. Braun, et R. Dawson. 1981. Organochlorine residues in suspended solids collected from the mouths of Canadian streams flowing into the Great Lakes 1974-1977. J. Great Lakes Res., 7(4): 363-381.

Holdrinet, M.V.H., R. Frank, R.L. Thomas, et L.J. Hetling. 1978. Mirex in the sediments of Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 4(1): 69-74.

Karickhoff, S.W., D.S. Brown, et T.A. Scott. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res., 13: 241-248.

Kuntz, K.W. 1984. Contaminants toxiques dans la rivière Niagara, 1975 à 1981. Étude nº 134, Collection des rapports techniques, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, région de l'Ontario, Burlington (Ontario).

Kuntz, K.W., et N.D. Warry. 1983. Chlorinated organic contaminants in water and suspended sediments of the lower Niagara River. J. Great Lakes Res., 9(2): 241-248.

Oliver, B.G., et K.D. Nicol. 1982. Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario. Environ. Sci. Technol., 16(8): 532-536.

Pickett, R.L., et D.A. Dossett. 1979. Mirex and the circulation of Lake Ontario. J. Phys. Oceanogr., 9(2): 441-445.

Sandilands, R.G., et G.A. Duncan. 1980. SIZDIST-A computer program for size analysis. Hydraulics Division Tech. Note, Rep. No. 80-08, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario).

Simons, T.J. 1975. Verification of numerical models of Lake Ontario. II. Stratified circulations and temperature changes. J. Phys. Oceanogr., 5: 98-100.

Sloterdijk, H. 1983. Toxic substances in Lake St. Francis sediments. Presented at the 10th Aquatic Toxicity Workshop, Halifax, novembre 1983.

Thomas, R.L., et A. Mudroch. 1979. Small craft harbours – sediment survey Lakes Ontario, Erie and Lake St. Clair 1978. Laboratoire de la biolimnologie des Grands lacs, Burlington (Ontario).

Warry, N.D., et C.H. Chan. 1981. Organic contaminants in the suspended sediments of the Niagara River. J. Great Lakes Res., 7(4): 394-403.

Wong, J. 1981. Persistent toxic substances in urban runoff from the city of Cornwall. Rapport inédit, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario).

Wong, J., et J. Marsalek. 1981. Persistent toxic substances in urban runoff. Présenté à SWMM Model Users Group Meeting, Niagara Falls, septembre 1981.